

温带典型草地土壤净氮矿化作用研究

刘杏认^{1,2}, 董云社^{1,3*}, 齐玉春¹, Manfred Domroes³

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. Institute of Geography, Mainz University, Mainz 55099, Germany)

摘要:应用树脂芯方法,研究了内蒙古锡林河流域不同降水强度 3 种草地类型土壤净氮矿化作用.结果表明,7~10 月份,羊草草原的平均净氮矿化率为 $0.333 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,贝加尔针茅草原为 $0.316 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,克氏针茅草原为 $0.211 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$;在相同的培养周期内,分阶段培养和连续培养对土壤的净氮矿化量和净氮矿化速率有显著影响;降雨是影响该区域氮素矿化的主要因素之一,3 种草地类型土壤水分变化量与土壤净氮矿化速率呈正相关关系,相关系数分别为 0.80、0.61、0.56.

关键词:温带草原;树脂芯法;净氮矿化

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)03-0633-07

Soil Net Nitrogen Mineralization in the Typical Temperate Grassland

LIU Xing-ren^{1,2}, DONG Yun-she^{1,3}, QI Yu-chun¹, Manfred Domroes³

(1. Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Institute of Geography, Mainz University, Mainz 55099, Germany)

Abstract: Soil net nitrogen mineralization rate of three types temperate grassland in Inner Mongolia, China was studied using the resin-core technique. The major results include: the net nitrogen mineralization rate of the *Stipa baicalensis* meadow grassland, the *Aneulolepidum Chinense* grassland and the *Stipa krylovii* grassland were $0.333 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, $0.316 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ and $0.211 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ respectively during the field incubation period of July to October, 2005; Soil net nitrogen mineralization accumulation and rates was remarkably different between phase incubation and continuous incubation during the same field incubation period; Rainfall was one of the main factors affecting nitrogen mineralization. The net nitrogen mineralization rate was correlated with the change of soil moisture in all of the measured sites, the correlation coefficient was 0.80, 0.61 and 0.56.

Key words: temperate grassland; resin-core technique; net nitrogen mineralization

土壤氮素矿化作为氮循环的重要过程之一,逐渐受到环境学家和土壤学家的关注^[1~5].有机氮的矿化水平不仅是土壤供氮能力的 1 个重要指标,而且氮素的可利用性对全球变化的响应决定着未来陆地生态系统的碳储量,并将对全球碳循环产生深远的影响.在草地生态系统中,温带草原是我国草原的主体,内蒙古温带草原是全球典型的中纬度半干旱温带草原类型,在温带草原中具有代表性,是全球变化最为敏感的区域^[6].土壤氮素矿化水平直接决定了土壤中氮的周转速率和草地的生产力水平.近年来,由于过度放牧、草地农垦和刈割等利用方式,已经破坏了草地的氮循环过程,我国草地退化面积已达 $1.35 \times 10^8 \text{ hm}^2$,约占草地面积的 1/3,且仍以每年 $200 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 的速度增加^[7],而内蒙古草原过度放牧率已达 100%^[8].因此研究温带草原土壤的净氮矿化将有助于理解氮排放、氮循环的驱动机制及其对全球变化的响应,对于提高草地生产力,促进草地的合理使用以及退化植被的恢复,改善我国草地生态环境有着重要的科学意义.

近年来,国际上对于土壤氮素矿化的研究较

多^[1~5,9~12].我国的相关研究主要集中在森林和农田土壤^[13~15],对于占我国国土面积 40% 的草地生态系统研究较少,同时对多种草地类型的同期对比研究也鲜见报道,这对准确把握我国草地生态系统氮储量、氮素的可利用性以及氮排放等带来诸多的困难.基于此,本研究以中国典型温带草原具有代表性的 3 种草地类型为研究对象,野外定位对比测定草原土壤氮矿化速率,并分析关键的环境要素与土壤氮矿化速率的关系等,试图揭示不同草地类型氮素矿化特征,认识中国草地生态系统氮循环的机制.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

收稿日期: 2006-04-14; 修订日期: 2006-05-29

基金项目:国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB412503);国家自然科学基金项目(40501072);中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-01-04);中国科学院地理科学与资源研究所知识创新项目(CXIOG-E01-03-01)

作者简介:刘杏认(1976~),女,博士研究生,主要研究方向为全球变化与温室气体排放以及碳、氮元素的环境生物地球化学循环, E-mail: liuxr.04b@igsnr.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail: dongys@igsnr.ac.cn

研究区域选择了我国温带草原中具有代表性的内蒙古锡林河流域的锡林郭勒草原(北纬 43°26′ ~ 44°39′, 东经 115°32′ ~ 117°12′), 该区域为中国东北温带森林-草原陆地样带(NECT)西段的锡林郭勒典型草原区, 是 NECT 研究的重点区域之一. 区域内草原原始面貌保存较好, 在中国温带草原乃至整个欧亚大陆草原区都具有典型性与代表性. 该区域地势自东南向西北逐渐降低(1 500 ~ 1 000 m), 气候属大陆性温带半干旱气候, 年平均气温 -1 ~ 4℃, 年降水量自东南向西北递减(400 ~ 150 mm), 并且主要集中在 7 ~ 9 月, 占全年降水量的 70% 左右. 流域内的土壤类型分布具有明显的地带性特征, 由东南向西北有规律地更替, 即由黑钙土带向暗栗钙土亚带、典型

栗钙土亚带、淡栗钙土亚带逐渐过渡.

本研究在流域内选择了 3 种主要草地类型作为试验样地, 即贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)草原(43°30′45″N, 116°49′38″E)、羊草(*Aneulolepidum Chinese*)草原(43°33′14″N, 116°40′49″E)和克氏针茅(*Stipa krylovii*)草原(44°05′12″N, 115°54′16″E). 贝加尔针茅草原试验点位于锡林河上游, 嘎顺山北坡, 多年来一直用作打草场, 每年 8 月下旬打草 1 次; 羊草草原试验点位于锡林河中游, 在中国科学院内蒙古草原生态系统定位站的羊草永久围栏样地内; 克氏针茅草原试验点位于锡林河下游、锡林浩特市西北约 20 km 处. 各采样点自然地理条件及土壤理化性质见表 1 和表 2.

表 1 试验样地自然地理条件

Table 1 Characteristics of experimental sites

草地类型	海拔/m	年均温/℃	≥10℃积温/℃	年降水量/mm	1 月平均气温/℃	7 月平均气温/℃	干燥度
贝加尔针茅草原	1 300 ~ 1 500	- 1.4	1 600 ~ 1 800	> 400	- 19.9	18.0	0.1
羊草草原	1 200 ~ 1 300	- 0.3 ~ 1	1 800 ~ 2 000	350 ~ 450	- 20.0	18.3	0.9
克氏针茅草原	900 ~ 1 100	1 ~ 2	2 000 ~ 2 300	250 ~ 350	- 19.5	21.1	1.9

表 2 试验样地土壤的主要理化性质

Table 2 Soil properties of experimental sites

试验样地	土壤类型	采样深度/cm	有机碳/%	全氮/%	碳氮比	pH 值	容重/g·cm ⁻³
贝加尔针茅草原	黑钙土	0 ~ 10	2.16	0.17	12.7	6.9	1.00
羊草草原	暗栗钙土	0 ~ 10	2.35	0.22	10.7	7.1	1.09
克氏针茅草原	淡栗钙土	0 ~ 10	0.92	0.10	9.2	6.7	1.34

1.2 研究方法

采用树脂芯方法^[9]原位测定土壤的无机氮、净氮矿化速率和净硝化速率. 目前研究土壤氮素矿化的方法主要有埋袋培养法、顶盖埋管培养法和树脂芯方法等. 与其它方法比较, 树脂芯方法具有较多优点, 它不仅对土壤干扰小, 在试验过程中培养土壤的水分状况与外界土壤保持同步变化, 土壤的矿化产物可以随水分下渗离开土芯, 从而减少了对土壤进一步矿化的抑制作用^[9, 10, 15].

树脂芯方法的实验装置包括 1 支 PVC 管(内径 4.2 cm, 高 12 cm), 1 个装有 3 g 阴离子交换树脂(氯型, 强碱性, 上海汇脂树脂厂 717# 树脂)的尼龙网袋(70 目)和 1 个中部有小孔的石膏塞(厚度约 0.4 cm). 树脂袋上下各放置 1 张滤纸以避免树脂和土壤直接接触. 石膏塞被放置在树脂袋下部以避免 PVC 管下方土壤溶液中的 NO₃⁻-N 被树脂交换吸附, 同时石膏塞上的孔也能确保土壤溶液的及时排出^[10-12].

1.3 试验方案

在每个研究样地选择地势平坦、具有代表性的 6 个采样点. 在采样点中先用剪刀将地上植物和地表凋落物去除, 用 PVC 管取 0 ~ 10 cm 土层 4 管, 装入 1 个自封袋混匀, 其测定结果作为铵态氮和硝态氮的初始值, 然后垂直插入 PVC 管(12 cm), 尽量不破坏土壤的原状结构, 然后小心将管取出, 用螺丝刀去除底部 2 cm 厚的土壤后依次放入事先准备好的滤纸-阴离子交换树脂袋-滤纸-石膏垫, 然后小心地将 PVC 管埋入原处进行野外培养. 试验于 2005-07-01 开始埋入第 1 批培养管, 以后每隔 28d 取回上次埋入的培养管, 并布置新的培养管, 直至 2005-10-20 结束.

为了研究培养时间和土壤水分对土壤净氮矿化作用的影响, 在 07-01 ~ 08-25 对土壤的净氮矿化作用进行了加密实验, 此阶段植物生长旺盛, 降雨较多, 短时间内土壤水分变化明显. 在此基础上分别布置了培养 7 d 和 14 d 的培养管, 以后每隔 7 d、14 d 取回上一次埋入的培养管, 并布置新的培养管.

在上述野外培养的同时, 在每个样地用 100 cm³

的土壤环刀测定 0~10 cm 的土壤容重,用以计算每个样地的净氮矿化量和净氮矿化速率。

1.4 测试项目与方法

土壤全氮用凯氏定氮法测定^[16];有机碳用重铬酸钾外加热氧化法测定^[16];铵态氮和硝态氮用 2 mol·L⁻¹ KCl 溶液浸提,浸提液用全自动微量流动分析仪(Bran + Lubbe, Germany)测定;土壤水分用烘干法测定;土壤容重用环刀法测定;测定结果均以土壤干重计算。阴离子交换树脂吸附的 NO₃⁻-N 用 1.5 mol·L⁻¹ 的硫酸提取,采用流动分析仪测定 NO₃⁻-N 含量。野外实验前对树脂吸附 NO₃⁻-N 能力的测定结果表明该树脂能够吸附 95% 的 NO₃⁻-N。

1.5 数值计算与分析

土壤净氮矿化量 = 培养后的矿质氮(NH₄⁺-N + NO₃⁻-N) + 淋溶(NO₃⁻-N) - 培养前的矿质氮(NH₄⁺-N + NO₃⁻-N)。

土壤净氮矿化速率 = [培养后的矿质氮(NH₄⁺-N + NO₃⁻-N) + 淋溶(NO₃⁻-N) - 培养前的矿质氮(NH₄⁺-N + NO₃⁻-N)]/培养时间。

数据统计采用单因子方差分析,进行不同培养时间净氮矿化量和净氮矿化速率的比较,用 Duncan 多重比较研究对象之间的差异进一步检验,分析软件和作图工具分别采用 SPSS11.0 和 EXCEL2000。

2 结果与讨论

2.1 土壤矿质氮和土壤水分的动态变化

自 2005-07-01 开始,每隔 7 d 采样 1 次(9 月份每隔 14 d 采样 1 次),研究试验期间土壤矿质氮的浓度变化。通过分析 3 个样地的试验结果(如图 1~3 所示),可以得出矿质氮浓度具有相类似的变化趋势。

从图 1~3 可以看出,贝加尔针茅草原和羊草草原 07-21 土壤矿质氮总量达到最大值(克氏针茅为 07-28)。试验开始时,贝加尔针茅草原和羊草草原正值降雨,07-01 的矿质氮浓度较高可能与降雨有关。08-25 矿质氮总量基本达到研究期间的最低值,之后矿质氮变化幅度较小,且均维持较低水平,各处理之间差异不显著($p > 0.05$)。9 月份以后,植物生长停滞,土壤矿质氮的含量有所回升,与 8 月份相比,差异达到了显著水平($p < 0.05$)。这种趋势与杨小红等^[17]、莫江明等^[18]的研究结果基本一致。分析其变化原因:在植物达到生长旺盛期之前,生长缓慢,春季土壤中积累的矿质氮足以供应植物的生长,所以土壤中盈余的矿质氮足以维持较高水平;加之进入

7 月份以后气温上升明显,降雨量增加,对于提高氮素的矿化极为有利。8 月份已进入植物的生长旺盛阶段,对矿质氮的吸收利用强度较大,从而使土壤的矿质氮含量显著降低。由于植物对氮素的高强度吸收使土壤中的有机氮已经更多更快的释放出来,土壤的供氮能力减弱,9 月份植物残体开始分解,土壤中的矿质氮含量有所增加。从各样地硝态氮和铵态氮所占矿质氮总量来看,贝加尔针茅草原和克氏针茅草原土壤硝态氮的浓度始终高于铵态氮的浓度,而羊草草原没有出现这种现象,这可能与羊草草原表层土壤的 pH 值较高、反硝化作用易发生以及其多年围封禁牧的利用方式有关,其具体机理尚有待进一步的研究。

此外,研究期间 3 种草地群落土壤水分变化趋势是一致的(图 4)。07-01 试验开始时贝加尔针茅草原和羊草草原均有降雨,而克氏针茅草原没有降雨,所以第 1 次取样土壤水分差异较大。贝加尔针茅草原在 07-21 达到了最大土壤水分含量,羊草草原和克氏针茅草原在 07-28 达到最大。之后土壤含水量逐渐降低,直到 08-18 达到了第 2 个土壤含水量高峰。以后降雨减少,土壤水分逐渐降低。从整体情况看,研究期间贝加尔针茅草原与羊草草原土壤水分条件接近,明显优于克氏针茅草原。对照图 1~4 可以看出,研究期间土壤矿质氮的变化与同期的土壤水分变化趋势基本吻合,将各样地的矿质氮含量与土壤水分做相关性分析,可得出 3 种草地类型的相关性系数分别为 0.81、0.93、0.68。苏波等在森林土壤中也发现类似的结论^[19]。

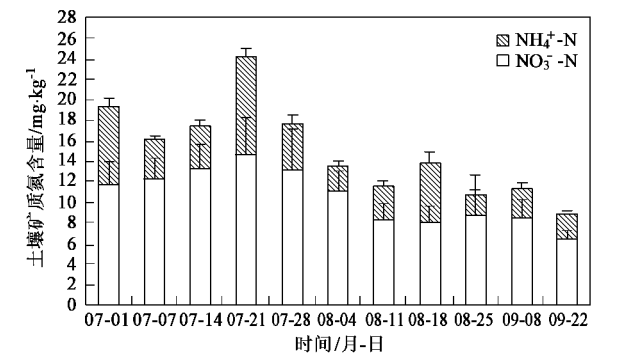


图 1 贝加尔针茅草原土壤矿质氮的动态变化
Fig.1 Variety of soil mineral N of Stipa baicalensis grassland

2.2 净氮矿化量和净氮矿化率

表 3 为 3 种草地类型土壤的净氮矿化量和净氮矿化率。从表 3 中可以看出不同的草原类型在同一培养时段内土壤的净氮矿化作用差异显著。研究期

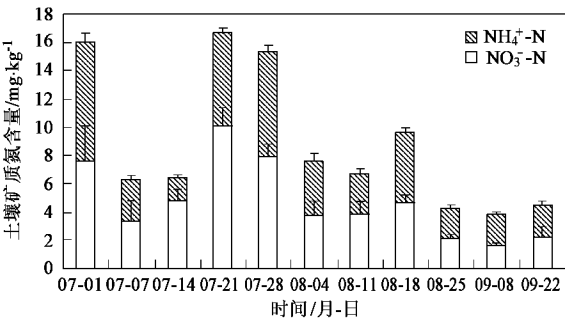


图 2 羊草草原土壤矿质氮的动态变化

Fig.2 Variety of soil mineral N of *Aneulepidium Chinese* grassland

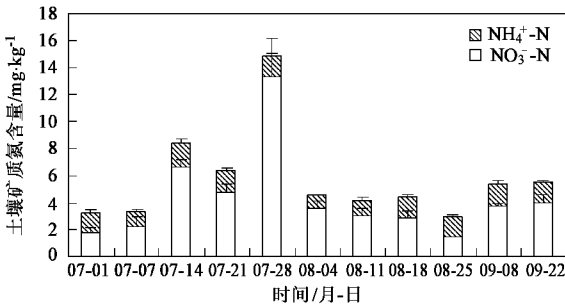


图 3 克氏针茅草原土壤矿质氮的动态变化

Fig.3 Variety of soil mineral N of *Stipa krylovii* grassland

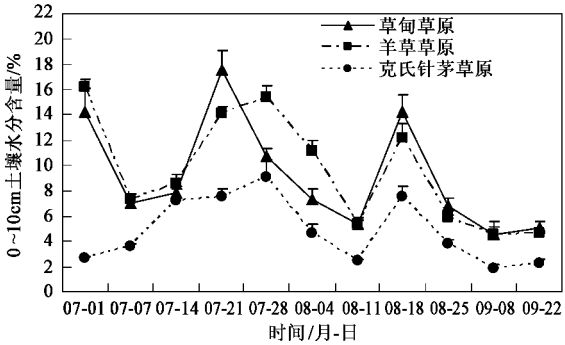


图 4 3 种草地群落土壤水分的动态变化

Fig.4 Variety of soil water of three type grassland

间贝加尔针茅草原的累计净氮矿化量为 35.409 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,羊草草原为 34.221 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,克氏针茅草原为 17.592 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.通过计算净矿化速率可以得出羊草草原>贝加尔针茅草原>克氏针茅草原,这与各草原类型土壤的有机碳和全氮的含量以及 pH 值有关,这主要是因为的 pH 值的升高增加了土壤有机质的可溶性,为微生物的生命活动提供了富含 C、N 基团的物质,从而促进了氮素的矿化.贝加尔针茅草原和羊草草原表现出相同的变化趋势,这可能与研究期间,2 个样地的降水量相近有关.在 7、8 月份净硝化量较高,净铵化量出现负值;负值表示培养后的值低于初始值,铵态氮转化为了硝态氮或发生了土壤的固持.另外,从表 3 中还可以发现,硝化作用强度越大,铵态氮的浓度越低,这也表明硝化作用主要是以铵态氮为基质的.铵态氮在低温条件下,能在土壤中积累,温度越高越能促进硝化作用^[20].已有研究表明,土壤水分充足时,铵态氮的固定大于硝化作用,净矿化作用降低^[21].所以在植物的生长末期,净硝化量达到最低值;进入 9 月份以后,植物生长停滞,不再吸收养分,土壤的净硝化量和净铵化量都有所升高.这一趋势与王常慧等在羊草围封样地中的研究结果一致^[22].研究中还发现,矿化量和矿化速率的变化主要是由于硝化量和硝化速率的变化引起的,这与前人在草地生态系统中的研究结果基本一致^[23],而李贵才等在森林生态系统中的研究结果表明,矿化量和矿化速率主要是由于铵态氮的变化引起的^[24],这可能是由于不同生态系统的植被类型、微生物种类差异所致.

另外,与杨小红等 2004 年的相关结果比较,土壤净氮矿化速率差异较大^[17].一方面是野外培养时间和培养时段的不同造成的;另一方面环境条件是一个非常重要的影响因素,2004 年研究期间正处于雨热同期的 7、8 月份,且雨量充足,7、8 月份降雨量之和达到 219.8 mm.而本研究时间(7~10 月)较长,

表 3 土壤的净氮矿化量和净氮矿化率

Table 3 Net N mineralization accumulation and net N mineralization rate

项目	贝加尔针茅草原/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			羊草草原/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			克氏针茅草原/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		
	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	淋溶 $\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	淋溶 $\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	淋溶 $\text{NO}_3^- - \text{N}$
培养时间									
07-01 ~ 07-28	12.039	- 3.329	1.569	10.497	- 3.744	1.593	6.538	0.288	0.385
07-28 ~ 08-25	16.669	- 0.920	4.759	11.628	- 2.892	1.328	- 5.315	1.508	2.297
08-25 ~ 09-22	0.558	1.136	0.059	2.641	- 1.639	0.073	2.732	0.291	0.103
09-22 ~ 10-20	7.608	1.644	1.040	12.263	2.173	0.423	5.931	2.502	0.332
净矿化量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		35.409			34.221			17.592	
净矿化率/ $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$		0.316			0.333			0.211	

整个期间气候异常干旱,7、8 月份降雨量之和只有 85.4 mm. 所以对于内蒙古温带典型草地氮素矿化的研究尚需更加深入和更长周期的监测.

2.3 培养时间对土壤净氮矿化量的影响

从表 4 可以看出,在相同时间内,分阶段培养和连续培养对土壤的净氮矿化量和净氮矿化速率的测定值影响较大.在贝加尔针茅草原和羊草草原中,培养 7 d 累计净氮矿化量、净氮矿化速率与培养 14 d 的相比,差异均不显著,克氏针茅草原达到了 0.05 的显著水平;培养 7 d 与培养 28 d 相比,3 个样地中,差异分别达到了 0.05、0.01、0.01 的显著水平;培养 14 d 与培养 28 d 相比,3 个样地中,差异分别达到了 0.05、0.01、0.01 的显著水平.

在羊草草原和克氏针茅草原中培养时间越长(28 d),土壤净氮矿化量和净矿化速率越小,随着培养时间的延长,管中积累的矿质氮不能被及时利用,抑制了矿化作用的进行.而在贝加尔针茅草原中,培养 28 d,土壤净氮矿化量和净氮矿化速率没有降低,其原因可能与贝加尔针茅草原多年的利用方式有关,由于作为打草场,每年 8 月下旬被刈割 1 次,带

走了大量的养分,这样土壤通过植物残体归还获得的氮素始终处于较低的水平,土壤肥力逐渐下降,所以培养管中产生的矿质氮没有对土壤的继续矿化产生抑制作用.

从培养 7 d 的实验结果来看,贝加尔针茅草原在 07-07~07-14 和 08-11~08-18 期间出现了 2 次矿化量的高峰,羊草草原则分别在 07-14~07-21 和 08-11~08-18 期间出现了 2 次矿化量的高峰,与其它时段相比,差异均达到了极显著水平($p < 0.01$);克氏针茅草原在 07-07~07-14 期间矿化量较高.各草地群落矿化量的高峰均出现在极端干旱后的降雨之后.2005-06,研究区异常干燥,土壤含水量在 3% 左右,进入 7 月份以后,气温升高,降雨相对增多,明显的干湿交替为土壤矿化作用创造了条件;进入 8 月份后,降雨减少,土壤含水量又降低,3 个样地在 08-11 的土壤含水量都达到了最低值,分别为 5.36%、5.39%、2.46%,之后由于有降雨,又出现 1 次明显的干湿交替,所以在 08-11~08-18 期间出现了第 2 次矿化量高峰,与其它时段相比,克氏针茅草原和羊草草原也都达到了显著水平($p < 0.05$).

表 4 培养 7 d、14 d、28 d 的净氮矿化量和净矿化率 ¹⁾						
Table 4 Net mineralization accumulation and net mineralization rates of incubation of 7 d, 14 d, 28 d						
培养时间 /月-日	贝加尔针茅草原		羊草草原		克氏针茅草原	
	净矿化量 /mg·kg ⁻¹	净矿化率 /kg·(hm ² ·d) ⁻¹	净矿化量 /mg·kg ⁻¹	净矿化率 /kg·(hm ² ·d) ⁻¹	净矿化量 /mg·kg ⁻¹	净矿化率 /kg·(hm ² ·d) ⁻¹
07-01~07-07	1.668 b	0.238	-1.724 d	-0.268	4.352 a	0.833
07-07~07-14	7.438 a	1.063	2.207 c	0.344	5.493 a	1.052
07-14~07-21	5.045 a	0.721	13.781 a	2.146	0.763 c	0.146
07-21~07-28	0.085 e	0.012	-0.293 d	-0.046	2.384 b	0.456
07-28~08-04	0.190 d	0.027	-3.983 e	-0.620	-8.436 d	-1.615
08-04~08-11	0.450 c	0.064	5.791 b	0.902	2.907 b	0.556
08-11~08-18	7.618 a	1.088	6.952 b	1.083	2.914 b	0.558
08-18~08-25	-1.930 f	-0.276	2.648 c	0.412	3.561 b	0.682
累计	20.564	0.367	25.379	0.494	13.938	0.329
07-01~07-14	5.764 b	0.412	-0.212 c	-0.017	7.414 a	0.710
07-14~07-28	4.935 b	0.353	19.482 a	1.517	6.384 a	0.611
07-28~08-11	3.480 b	0.249	0.996 c	0.078	-2.263 c	-0.217
08-11~08-25	7.287 a	0.521	6.739 b	0.525	5.625 b	0.538
累计	21.466	0.384	27.005	0.526	17.160	0.411
07-01~07-28	8.710 b	0.311	6.753 a	0.263	7.211 a	0.345
07-28~08-25	15.749 a	0.562	8.736 a	0.340	-1.510 b	-0.072
累计	24.459	0.439	15.489	0.302	5.701	0.137

1)表中同列中相同的字母代表净氮矿化量之间差异不显著,不同的字母代表差异显著

总体来看,对于计算土壤的净氮矿化率来说,野外培养 7 d 时间较短,采样频繁,平均净氮矿化量和矿化率没有达到最大值.而培养 14 d 土壤的累计净氮矿化量和净氮矿化速率都达到了最大值(贝加尔针茅草原除外),说明培养 14 d 或更长时间不会对培养管中土壤氮素矿化产生抑制作用,而培养 28 d 的结果表明已对培养管中土壤的进一步矿化产生了抑制作用.

2.4 土壤净氮矿化速率与土壤水分变化的关系

土壤水分是影响微生物活动的主要环境因子,降雨是温带半干旱草原的主要水分来源.与往年同期相比,本研究期间,气候异常干旱,降雨量小.从土壤矿化速率和土壤水分数据大致可以看出,土壤水分的变幅越大,土壤的净氮矿化率越高,呈现正相关关系.已有研究表明^[9],在 5 ~ 25℃ 的范围内,土壤净氮矿化速率随着土壤水分增加而升高.将本研究中 7、8 月份的土壤水分变化(培养后土壤的水分与培养前水分之差)和净氮矿化速率做相关性分析(如图 5 ~ 7 所示),得出 3 种草地类型两者的相关系数分别为 0.80、0.61、0.56,都没有达到 0.05 的显著水

平.这是由于野外培养条件下,多方面的环境因素同时影响氮素矿化.已有研究表明^[13,25],温度对土壤净氮矿化作用的影响显著高于土壤水分的影响,造成相关性不显著的原因也可能是温度起了主导作用.

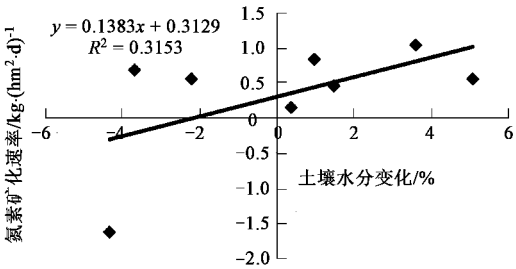


图 7 克氏针茅草原土壤净氮矿化率与土壤水分变化的关系
Fig.7 Correlation of net N mineralization rates and soil water of *Stipa krylovii* grassland

3 结论

(1)2005-07 ~ 2005-10 培养期间,羊草草原的平均净氮矿化率为 0.333 kg·(hm²·d)⁻¹,高于贝加尔针茅草原 0.316 kg·(hm²·d)⁻¹ 和克氏针茅草原 0.211 kg·(hm²·d)⁻¹.羊草草原 > 贝加尔针茅草原 > 克氏针茅草原.

(2)在相同的培养时间内,分阶段培养和连续培养显著影响了土壤的净氮矿化量和净氮矿化率.野外培养 7 d 时间较短,培养 14 d 土壤的累计净氮矿化量和净氮矿化速率都达到了最大值(贝加尔针茅草原除外),而培养 28 d 的结果表明已对培养管中土壤的进一步矿化产生了抑制作用.

(3)土壤净氮矿化速率与土壤水分变化量呈现正相关关系.3 种草地类型相关系数分别为 0.80、0.61、0.56,但都没有达到 0.05 的显著水平.

参考文献:

[1] Luxhøi J, Nielsen N E, Jensen L S. Effect of soil heterogeneity on gross nitrogen mineralization measured by ¹⁵N-pool dilution techniques [J]. Plant and Soil, 2004, **262**: 263 ~ 275.
[2] Ross D S, Lawrence G B, Fredriksen G. Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites [J]. Forest Ecology and Management, 2004, **188**: 317 ~ 335.
[3] Hatch D J, Jarvis S C, Parkinson R J, et al. Combining field incubation with nitrogen-15 labelling to examine nitrogen transformations in low to high intensity grassland management systems [J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, **30**: 492 ~ 499.
[4] Owen J S, Wang M K, Wang C H, et al. Net N mineralization and nitrification rates in a forested ecosystem in northeastern Taiwan[J]. Forest Ecology and Management, 2003, **176**: 519 ~ 530.

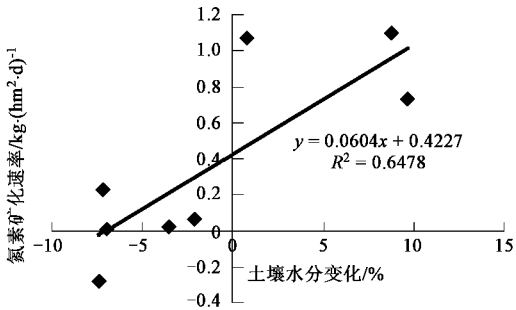


图 5 贝加尔针茅草原土壤净氮矿化率与土壤水分变化的关系
Fig.5 Correlation of net N mineralization rates and soil water of *Stipa baicalensis* grassland

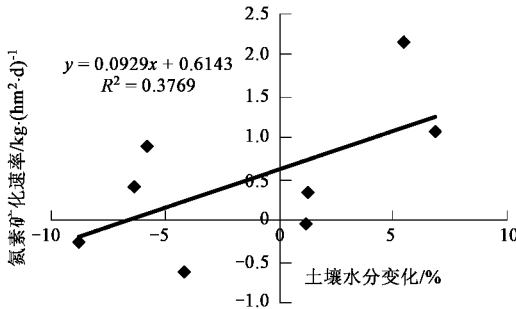


图 6 羊草草原土壤净氮矿化率与土壤水分变化的关系
Fig.6 Correlation of net N mineralization rates and soil water of *Aneulolepidum Chinese* grassland

- [5] Davidson E A, Hart S C, Firestone M K. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest [J]. *Ecology*, 1992, **73**: 1148 ~ 1156.
- [6] 李博, 雍世鹏, 李忠厚. 锡林河流域植被及其利用[A]. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站草原生态系统研究(3) [C]. 北京: 科学出版社, 1988. 84 ~ 183.
- [7] Zhou G S, Wang Y H, Jiang Y L, *et al.* Carbon balance along the Northeast China Transect[J]. *Science in China(Series C)*, 2002, **45** (Suppl.): 18 ~ 29.
- [8] Li Y P, Ji J J. Framework of a regional impacts assessment model and its application on arid/semi-arid region[A]. In: Rizzoli A E, Jakeman A J (Eds). Integrated assessment and decision support proceedings of the 1st biennial meeting of the international environmental modeling and software society [C]. Switzerland: University of Lugano, 2002. 407 ~ 412.
- [9] Hübner C, Redl G, Wurst F. *In situ* methodology for studying N-mineralization in soils using anion exchange resins[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, **23**: 701 ~ 702.
- [10] Bhogal A, Hatch D J, Shepherd M A, *et al.* Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in arable soils [J]. *Plant and Soil*, 1999, **207**: 15 ~ 28.
- [11] Hatch D J, Bhogal A, Lovell R D, *et al.* Comparisons of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, **32**: 287 ~ 293.
- [12] Hatch D J, Jarvis S C, Parkinson R J. Concurrent measurements of net mineralization, nitrification, denitrification and leaching from field incubated soil cores[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, **26**: 323 ~ 330.
- [13] 周才平, 欧阳华. 温度和湿度对暖温带落叶阔叶林土壤氮矿化的影响[J]. *植物生态学报*, 2001, **25**(2): 204 ~ 209.
- [14] 沙丽清, 孟盈, 冯志立, 等. 西双版纳不同热带森林土壤氮矿化和硝化作用研究[J]. *植物生态学报*, 2000, **24**(2): 152 ~ 156.
- [15] 田昆, 常凤来, 莫剑锋, 等. 原状土就地培养取样法定位研究田间土壤氮动态变化[J]. *植物营养与肥料学报*, 2004, **10** (2): 143 ~ 147.
- [16] 中国土壤学会农业专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 1983. 102 ~ 166.
- [17] 杨小红, 董云社, 齐玉春, 等. 锡林河流域羊草草原暗栗钙土矿质氮动态变化[J]. *地理研究*, 2005, **24**(3): 387 ~ 393.
- [18] 莫江明, 郁梦德, 孔国辉. 鼎湖山马尾松人工林土壤硝态氮和铵态氮动态研究[J]. *植物生态学报*, 1997, **21**(4): 335 ~ 341.
- [19] 苏波, 韩兴国, 渠春梅, 等. 东灵山油松春林和油松-辽东栎针阔叶混交林土壤氮素矿化/硝化作用研究[J]. *植物生态学报*, 2001, **25**(2): 195 ~ 203.
- [20] 傅高明. 黑麦有机氮在土壤中矿化的研究[J]. *土壤肥料*, 1995, **43**: 4 ~ 8.
- [21] 傅高明. 黑麦有机氮在土壤中矿化与淋洗研究[J]. *土壤肥料*, 1996, **3**: 1 ~ 6.
- [22] 王常慧. 内蒙古温带典型草原土壤净氮矿化作用[D]. 北京: 中国科学院植物研究所, 2005. 56 ~ 61.
- [23] Mario E B, Bob D P, Paul E N. Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA[J]. *Ecological Applications*, 1998, **8**: 469 ~ 479.
- [24] Li G C, Han X G, Huang J H. N mineralization and nitrification in a primary *lithocarpus xylocarpus* forest and degraded vegetation in the Ailao Mountain, Yunnan province[J]. *Acta Botanica Sinica*, 2004, **46**(2): 194 ~ 201.
- [25] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响[J]. *生态学报*, 2004, **24**(11): 2472 ~ 2476.